Cahiers de biologie — **Service canadien de la faune**

Ces cahiers renferment des données et des conclusions à propos de nature à intéresser les biologistes d'autres organismes.

Also available in English

N° 200, juin 1992

Incidence de l'intoxication au plomb chez le Pygargue à tête blanche et de la présence de grenaille de plomb dans le gésier des oiseaux aquatiques de la Colombie-Britannique, 1988–1991

J.E. Elliott[a], K.M. Langelier[b], A.M. Scheuhammer[c], P.H. Sinclair[a] et P.E. Whitehead[a]

Résumé

Entre 1988 et 1991, nous avons examiné 294 Pygargues à tête blanche *Haliaeetus leucocephalus* malades, blessés ou morts, et provenant de la Colombie-Britannique, afin de déterminer s'ils avaient été exposés à du plomb. À cette fin, nous avons fait l'évaluation des signes cliniques, de radiographies et des signes pathologiques et mesuré les rapports de l'activité de la déshydratase de l'acide δ-aminolévulinique (ALA-d) dans le sang ainsi que la concentration de plomb dans les reins, le foie et les os. Ci-après figurent les concentrations de plomb dans les os et les reins ainsi que les rapports de l'activité de la ALA-d dans le sang que nous avons mesurés chez les 65 pygargues examinés jusqu'ici. D'après nos résultats, 37 % (24/65) des pygargues examinés ont été exposés dans une mesure significative au plomb, dont 14 % (9/65) au point d'être intoxiqués et 23 % (15/65) à un niveau d'exposition subclinique. Nous avons reçu le plus grand nombre d'oiseaux intoxiqués ou exposés au plomb de janvier à mars, soit la période de l'année où le pygargue se nourrit abondamment de sauvagine en hivernage. Nous avons fait l'examen radiologique d'un échantillon de 246 gésiers d'oiseaux aquatiques recueillis par des chasseurs durant la saison de chasse de 1988–1989 dans le sud-ouest de la Colombie-Britannique pour mesurer la fréquence de la grenaille de plomb chez la sauvagine : elle était de 13,5 % chez la Bernache du Canada *Branta canadensis*, 8,3 % chez la Petite Oie des neiges *Anser caerulescens caerulescens*, 20,7 % chez le Canard colvert *Anas platyrhynchos*, 7,1 % chez le Canard siffleur d'Amérique *A. americana* et 26,8 % chez le Canard pilet *A. acuta*. En 1990, on a interdit l'utilisation de la grenaille de plomb pour la chasse à la sauvagine dans le sud-ouest de la Colombie-Britannique. La plupart des Pygargues à tête blanche intoxiqués au plomb ou exposés à une concentration subclinique provenaient des zones limitées à la grenaille non toxique, mais un nombre considérable (c.-à-d. 4/9 oiseaux intoxiqués, 4/15 oiseaux exposés à une concentration subclinique) venaient de l'extérieur de ces zones.

[a] SCF, C.P. 340, Delta (C.-B.) V4K 3Y3.
[b] Island Veterinary Hospital, 1621 Townsite Road, Nanaimo (C.-B.) V9S 1N3.
[c] SCF, Centre national de la recherche faunique, Ottawa (Ont.) K1A 0H3.

Introduction

L'intoxication au plomb causée par l'ingestion de grenaille de plomb chez les oiseaux aquatiques est un phénomène très étudié (Bellrose 1959; Longcore et al. 1974; Mudge 1983; Sanderson et Bellrose 1986). Toutefois, en tant que cause de mortalité chez les oiseaux de proie, ce phénomène a moins retenu l'attention, bien qu'on ait signalé au moins 119 Pygargues à tête blanche *Haliaeetus leucocephalus* morts d'une intoxication au plomb depuis 1963 aux États-Unis (U.S. Fish and Wildlife Service 1986). En Colombie-Britannique, le premier rapport à paraître sur l'intoxication au plomb chez le Pygargue à tête blanche portait sur des oiseaux morts en 1989 (Langelier et al. 1991a), mais le premier cas d'intoxication étudié remonte à 1986 (Langelier et al. 1991b).

En 1989, à la lumière des faits décrits ci-dessus et en raison de l'inquiétude que suscite l'utilisation de la grenaille de plomb au Canada, nous avons entrepris une étude officielle pour déterminer les causes de mortalité chez le Pygargue à tête blanche en Colombie-Britannique. Nous en présentons ici les résultats provisoires, soit la concentration de plomb dans les os et les reins et le rapport de l'activité de la déshydratase de l'acide δ-aminolévulinique (ALA-d) mesurés chez 65 oiseaux examinés entre 1988 et 1991. Nous donnons en outre l'incidence de la présence de grenaille de plomb dans le gésier d'oiseaux aquatiques recueillis par des chasseurs de la Colombie-Britannique, durant la saison de chasse de 1988–1989.

Méthodes

La présente étude a été menée dans le cadre de l'évaluation générale de l'état de santé des Pygargues à tête blanche de la Colombie-Britannique. Dans un avis publié dans les journaux locaux et une requête auprès des organismes gouvernementaux ou non gouvernementaux s'occupant de la faune, nous avons demandé qu'on nous apporte les Pygargues à tête blanche malades, blessés ou morts. Nous avons reçu des spécimens du ministère de l'Environnement de la Colombie-Britannique, du Service canadien de la faune, de centres de réadaptation d'animaux sauvages et de particuliers. Les centres de réadaptation et les vétérinaires ont fait des prélèvements sanguins dès que possible chez les pygargues malades ou blessés qu'on leur a apportés. Pour l'évaluation des rapports de l'activité de la ALA-d, nous avons utilisé comme spécimens témoins des échantillons de sang prélevés chez sept Pygargues à tête blanche en captivité, ayant passé plus de six mois en réadaptation et dont les antécédents n'indiquent aucune ingestion de grenaille de plomb. L'autopsie des pygargues morts a été faite à l'Island Veterinary Hospital, situé à Nanaimo, en Colombie-Britannique. Nous avons déterminé le sexe des spécimens d'après la longueur de la griffe du pouce et la hauteur du bec (Bortolotti 1984) ou à l'autopsie. Quant à l'âge, nous l'avons déterminé d'après l'avancement de la mue (McCollough 1989).

Les spécimens de tissus ont été congelés dans des bocaux en verre nettoyés chimiquement (acétone-hexane); les échantillons de sang héparinés ont été recueillis dans des fioles rincées à l'acide nitrique et congelés dans l'azote liquide. Pour les analyses, nous avons envoyé les échantillons dans de la glace sèche au Centre national de la recherche faunique, situé à Hull, au Québec. Nous avons déterminé la teneur des os en plomb par spectrophotométrie d'absorption atomique avec flamme (SAA) et celle des reins par SAA avec four en graphite; les chiffres présentés ici sont des valeurs en poids à l'état sec. Pour la mesure de l'activité de la ALA-d, nous avons suivi la méthode décrite par Scheuhammer (1987, 1989). Comme l'activité normale de la ALA-d varie selon l'espèce et selon le sujet, nous avons déterminé le rapport entre enzyme activée et enzyme non activée pour réduire la variabilité.

Entre octobre 1988 et janvier 1989, des chasseurs de la vallée du bas Fraser et de l'île de Vancouver près de Ladysmith ont recueilli des gésiers d'oiseaux aquatiques que nous avons conditionnés et congelés en attendant de les examiner pour déterminer s'ils contenaient de la grenaille de plomb. Nous avons ouvert chaque gésier, puis nous en avons filtré le contenu en le rinçant dans un entonnoir Buchner. Après avoir éliminé l'excès d'eau, nous avons laissé sécher à l'air le papier filtre et le contenu du gésier, puis nous avons déposé les gésiers dans un sac en plastique. Par la suite, nous avons radiographié les sacs pour y déceler la présence de grenaille de plomb.

Résultats

Teneur des tissus en plomb et rapport de l'activité de la ALA-d

Au nombre des 65 pygargues étudiés jusqu'ici, on a diagnostiqué neuf cas (14 %) d'intoxication au plomb (tableau 1), sur la foi des résultats indiquant que le rapport de la ALA-d était supérieur ou égal à 5 (ce qui signifie que la teneur du sang en plomb dépasse 80 µg/100 mL) ou la teneur des reins en plomb était égale ou supérieure à 20 mg/kg en poids à l'état sec (d'après des données tirées de Pattee et al. 1981). En moyenne, chez les oiseaux intoxiqués, le rapport de la ALA-d était de 16,7 ± 9,4, la teneur en plomb des reins était de 34 ± 18 mg/kg (poids sec) et celle des os, de 7,3 ± 2,2 mg/kg (poids sec).

Nous avons diagnostiqué des cas d'exposition subclinique chez 15 des pygargues (23 %); chez ces spécimens, le rapport de la ALA-d était supérieur ou égal à 2 et inférieur à 5, ou la teneur des reins en plomb était égale ou supérieure à 2,0 mg/kg (poids sec) et inférieure à 20 mg/kg (poids sec), ou encore les os contenaient du plomb en quantité détectable (tableau 2). En moyenne, pour les oiseaux de cette catégorie, le rapport de la ALA-d était de 2,8 ± 0,7; quant à la teneur des tissus en plomb (moyenne déterminée uniquement avec les valeurs supérieures à la limite de détection), elle était de 2,8 ± 0,9 mg/kg (poids sec) dans le cas des reins, et de 1,9 ± 1,4 mg/kg (poids sec) dans celui des os.

Au tableau 3, on peut voir les chiffres d'après lesquels nous avons conclu que 41 des pygargues étudiés n'ont pas été exposés à du plomb. Chez ces oiseaux, la teneur en plomb des reins et des os était sous la limite de détection (N = 14 et 13, respectivement), et le rapport de la ALA-d était en moyenne de 1,2 ± 0,2 (N = 27). Enfin, chez sept pygargues gardés plus de six mois en captivité et, dès lors, n'ayant pas été exposés à du plomb au moins pendant cette période, le rapport moyen de la ALA-d était de 1,2 ± 0,1.

Distribution géographique des cas d'intoxication au plomb

À la figure 1, on indique la provenance des 65 pygargues étudiés. Parmi les neuf oiseaux intoxiqués au plomb, huit provenaient de régions côtières, tandis que le neuvième provenait de l'intérieur des terres de la Colombie-Britannique, près de Kamloops. Cinq de ces neuf oiseaux provenaient de régions où l'on n'autorise que l'utilisation de grenaille non toxique pour la chasse à la sauvagine. Parmi les quatre autres provenant de l'extérieur de ces régions réglementées, l'un était de la région de Kamloops et les trois derniers, de la côte nord-est de l'île de Vancouver.

Au nombre des 15 oiseaux ayant subi une exposition subclinique, 13 provenaient de régions côtières et deux de l'intérieur des terres. La plupart (11/15) ont été trouvés dans des zones où l'on n'autorise que l'utilisation de grenaille non toxique.

Distribution saisonnière des cas d'intoxication au plomb

La plupart des pygargues étudiés ont été trouvés entre les mois de janvier et d'avril (figure 2). L'incidence de l'exposition au plomb et de l'intoxication au plomb était maximale aux mois de février et mars.

Grenaille de plomb dans le gésier des oiseaux aquatiques

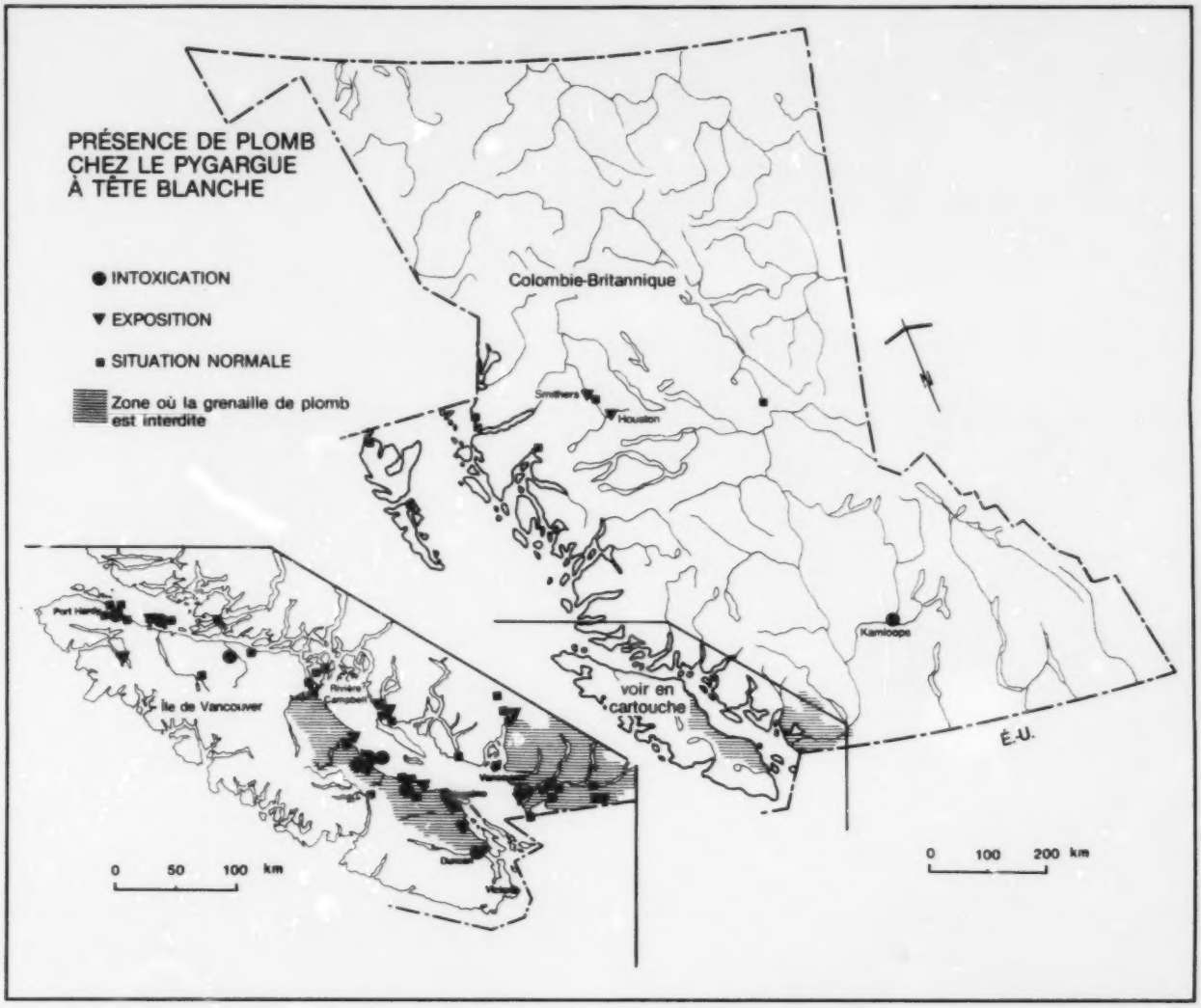
L'incidence générale de la grenaille de plomb dans le gésier des oiseaux aquatiques de la vallée du bas Fraser était de 16,6 % (tableau 4). C'est chez le Canard pilet (26,9 %), le Canard colvert (23,7 %) et la Petite Oie des neiges (10,3 %) provenant de l'île Westham qu'elle était le plus élevée.

Discussion

La proportion de pygargues considérés comme intoxiqués au plomb est plus élevée si l'on se fie à l'analyse des tissus ou au rapport de la ALA-d (14 %) plutôt qu'aux signes cliniques (8,6 %) (tableau 5). Par ailleurs, une fois le plomb tissulaire dosé chez tous les oiseaux recueillis, il se pourrait qu'on s'aperçoive que certains des oiseaux dont la mort a été attribuée à d'autres causes, et plus particulièrement à l'inanition, ont aussi été intoxiqués au plomb.

L'incidence de l'intoxication aiguë au plomb donnée au tableau 5 devrait être relativement peu biaisée, car la probabilité qu'on trouve un oiseau malade ou mort à cause d'une intoxication au plomb ne devrait pas différer de la probabilité qu'on trouve des pygargues dont la mort est attribuable à l'une ou l'autre de la plupart des autres causes. Quant à l'incidence de l'exposition subclinique au plomb, elle pourrait être biaisée dans une certaine mesure en raison du rôle précurseur qu'un déficit neurologique dû au plomb pourrait avoir dans d'autres causes de mortalité. Comme l'exposition sublétale au plomb détermine des effets neurotoxiques qui conduisent à la perte de la coordination de fonctions essentielles telles que la vision, l'ouïe et le comportement, elle pourrait accroître les risques de mortalité par des causes telles que l'électrocution, la collision avec un véhicule et l'inanition.

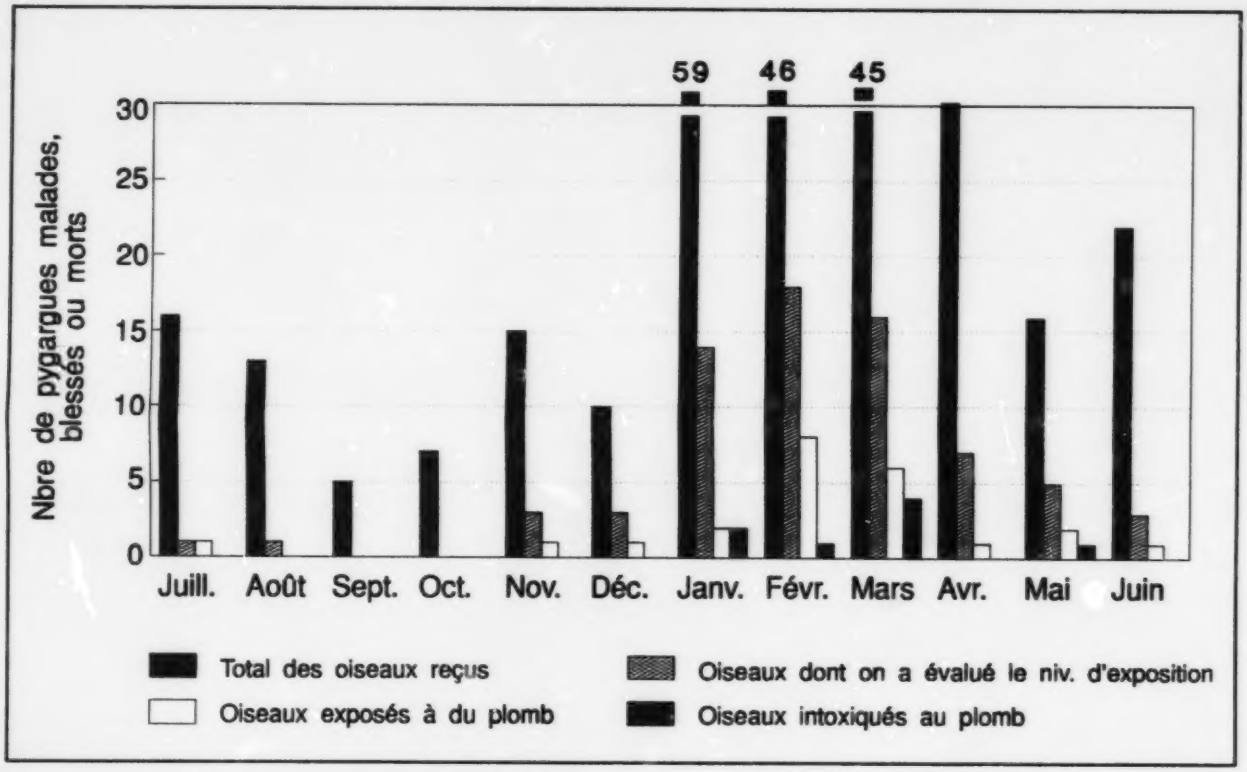
Figure 1
Distribution géographique des cas d'exposition au plomb chez les Pygargues à tête blanche recueillis en Colombie-Britannique de 1988 à 1990



En hiver, les oiseaux aquatiques sont un élément important du régime alimentaire des Pygargues à tête blanche, de la côte du Pacifique (Stalmaster et al. 1985), et plus particulièrement les canards abattus ou blessés par les chasseurs (Griffen et al. 1982). Des études récentes ont permis de constater que la proportion de canards blessés par de la grenaille de plomb peut atteindre 39 % (Nieman et al. 1987) et que les muscles d'un grand nombre de canards bien portants (en moyenne 30 %) renferment de la grenaille de ce type (U.S. Fish and Wildlife Service 1986). Les pygargues peuvent aussi être exposés à du plomb s'ils mangent le gésier d'oiseaux aquatiques sauvages qui sont morts ou qui ont été affaiblis par suite de l'ingestion de grenaille de plomb.

En 1990, les États-Unis ont interdit partout l'utilisation de la grenaille de plomb pour la chasse à la sauvagine. Au Canada, ces munitions ne sont interdites que dans certains « points chauds » reconnus comme tels parce qu'on a observé chez la sauvagine une importante exposition au plomb. En Colombie-Britannique, la grenaille de plomb a été interdite en 1990 pour la chasse à la sauvagine dans quatre aires de protection de la faune (figure 1) sur la foi des données présentées au tableau 4 et de la forte incidence d'intoxication chronique au plomb observée chez le Cygne trompette *Cygnus buccinator* dans l'île de Vancouver (Langelier et al. 1989). L'interdiction de la grenaille de plomb devrait se traduire dans les zones réglementées par une baisse substantielle du nombre de canards malades ou estropiés qui ont ingéré de la grenaille de ce type ou dont les muscles en renferment. À l'examen du gésier de 108 canards de trois espèces différentes recueillis au cours de l'hiver de 1990–1991 (première saison où la grenaille de plomb était interdite) dans le delta du Fraser, on a trouvé à peu près autant de grenaille d'acier que de grenaille de plomb (J. Baldwin, comm. pers.). On s'attend donc que l'exposition secondaire des pygargues charognards et des autres oiseaux de proie diminue dans ces zones.

Figure 2
Distribution saisonnière des cas d'intoxication au plomb chez les Pygargues à tête blanche recueillis en Colombie-Britannique de 1988 à 1991



Les pygargues peuvent encore se trouver exposés à du plomb s'ils se nourrissent de canards migrateurs dont les tissus renferment de la grenaille de plomb reçue à l'extérieur des zones limitées à la grenaille non toxique. La plupart des canards migrateurs qui passent ou se rendent hiverner dans le sud de la Colombie-Britannique viennent de l'intérieur des terres de la Colombie-Britannique, de l'Alberta, de l'Alaska, du Yukon et des Territoires du Nord-Ouest (McKelvey et Smith 1990). Le Yukon et les Territoires du Nord-Ouest étant peu populeux, la chasse à la sauvagine n'y est pas intense, tandis qu'en Alaska, seule l'utilisation de la grenaille d'acier est permise. Par conséquent, ce n'est que dans l'intérieur des terres de la Colombie-Britannique et en Alberta que la chasse à la sauvagine avec munitions au plomb est assez intense pour qu'il se forme un réservoir de canards porteurs de plombs vraiment important. Ces canards peuvent être la proie des pygargues s'ils sont blessés (par de la grenaille d'acier) ou s'ils tombent malades durant l'hiver.

Nos données révèlent toutefois que 4 des 9 Pygargues à tête blanche intoxiqués provenaient de l'extérieur des zones limitées à la grenaille non toxique. Ces pygargues auraient été exposés à du plomb en mangeant des canards affaiblis par des plombs reçus pendant la chasse à la sauvagine locale, particulièrement dans le nord-est de l'île de Vancouver. Il serait bon d'examiner le gésier d'oiseaux provenant de régions comme celle de Port Hardy et de Cariboo. Il serait également indiqué de déterminer si la grenaille de plomb est pour quelque chose dans la mortalité des pygargues dans d'autres régions du Canada, notamment au Nouveau-Brunswick, où l'on a signalé que le Pygargue à tête blanche mange des oiseaux aquatiques (Wright 1953).

En conclusion, on peut dire que l'intoxication au plomb est une importante cause de mortalité chez le Pygargue à tête blanche en Colombie-Britannique. Il faut continuer de surveiller les pygargues pour déterminer si la réglementation restreignant l'utilisation de la grenaille de plomb est efficace.

Remerciements

Nous aimerions exprimer notre reconnaissance aux nombreuses personnes qui nous ont fourni les oiseaux nécessaires à notre étude. Soulignons le travail de Mike Kassera, qui s'est occupé de préparer les innombrables échantillons de tissus de pygargues que nous avons analysés, et celui de Della Bond, qui a fait les dosages de plomb et d'ALA-d. Enfin, remercions Susan Garnham, qui a dactylographié les tableaux, et Hugh Boyd, Marla Sheffer et Steve Wetmore, qui ont commenté de façon éclairante les premières versions du présent document.

Ouvrages cités

Bellrose, F.C. 1959. Lead poisoning as a mortality factor in waterfowl populations. Ill. Nat. Hist. Surv. Bull. 27:235–288.

Bortolotti, G.R. 1984. Sexual size dimorphism and age related variation in bald eagles. J. Wildl. Manage. 48:72–81.

Griffen, C.R.; Baskett, T.S.; Sparrowe, R.D. 1982. Ecology of Bald Eagles wintering near a waterfowl concentration. U.S. Fish Wildl. Serv. Spec. Sci. Rep. Wildl. No. 247. 12 pp.

Langelier, K.M.; Tolksdorf, M.; Herunter, S.; Campbell, R.; Lewis, R. 1989. Lead levels in Trumpeter Swans (*Cygnus buccinator*) in British Columbia, 1989. Wildl. Vet. Rep. 2(2):8.

Langelier, K.M.; Andress, C.E.; Grey, T.K.; Wooldridge, C.; Lewis, R.J.; Marchetti, R. 1991a. Lead poisoning in bald eagles in British Columbia. Can. Vet. J. 32:108–109.

Langelier, K.M.; Elliott, J.E.; Scheuhammer, A.M. 1991b. Bioaccumulation and toxicity of lead in Bald Eagles (*Haliaeetus leucocephalus*) of British Columbia. Western Canada Wildlife Health Workshop, Victoria (C.-B.), 15 et 16 février 1991.

Longcore, J.R.; Locke, L.N.; Bagley, G.E.; Andrews, R. 1974. Significance of lead residues in mallard tissues. U.S. Fish Wildl. Serv. Spec. Sci. Rep. Wildl. No. 182. 24 pp.

McCollough, M.A. 1989. Molting sequence and aging of bald eagles. Wilson Bull. 101:1–10.

McKelvey, R.; Smith, G.E.J. 1990. The distribution of waterfowl banded or returned in British Columbia, 1951–1985. Serv. can. de la faune. Sér. de rapp. tech. n° 79, Région du Pacifique et du Yukon, Delta (C.-B.). 117 pp.

Mudge, G.P. 1983. The incidence and significance of ingested lead pellet poisoning in British wildfowl. Biol. Conserv. 27:333–372.

Nieman, D.J.; Hochbaum, G.S.; Caswell, F.D.; Turner, B.C. 1987. Monitoring hunter performance in Prairie Canada. Trans. N. Am. Wildl. Nat. Resour. Conf. 52:233–245.

Pattee, O.H.; Wiemeyer, S.N.; Mulhern, B.M.; Sileo, L.; Carpenter, J.W. 1981. Experimental lead-shot poisoning of bald eagles. J. Wildl. Manage. 45:806–810.

Sanderson, G.C.; Bellrose, F.C. 1986. A review of the problem of lead poisoning in waterfowl. Ill. Nat. Hist. Surv. Publ. 4:1–34.

Scheuhammer, A.M. 1987. Erythrocyte delta-aminolevulinic acid dehydratase in birds. II. The effects of lead exposure *in vivo*. Toxicology 45:165–175.

Scheuhammer, A.M. 1989. Monitoring wild bird populations for lead exposure. J. Wildl. Manage. 53:759–765.

Stalmaster, M.V.; Knight, R.L.; Holder, B.L.; Anderson, R.J. 1985. Bald Eagles. Pages 269–290 *dans* Brown, E.R. (réd.), Management of wildlife and fish habitats in forests of western Oregon and Washington. Part I. U.S. For. Publ. No. R6-F&WL-192-1985.

U.S. Fish and Wildlife Service. 1986. Final supplemental environmental impact statement on the use of lead shot for hunting migratory birds in the United States. U.S. Fish Wildl. Serv. Publ. FES 86-16, Washington, D.C. 300 pp.

Wright, B.S. 1953. The relation of Bald Eagles to breeding ducks in New Brunswick. J. Wildl. Manage. 17:55–62.

Tableau 1
Données recueillies sur les neuf Pygargues à tête blanche intoxiqués au plomb

Date	Âge	Sexe	Provenance	Teneur des reins en plomb (mg/kg)	Teneur des os en plomb (mg/kg)	Rapport de l'activité de la ALA-d	Diagnostic clinique initial
Avr. 1989	Adulte	F	Île Denman			25	Inanition
Déc. 1989	1 an	F	Bowser			25	Intoxication au plomb
Janv. 1990	Adulte	F	R. Eve			20	Intoxication au plomb
Févr. 1990	Adulte	M	Duncan	8,8	Ind.	6,7	Tir au fusil
Mars 1990	1 an	F	Port Hardy	48	6,9		Inanition
Mars 1990	Adulte	M	Coombs	49	10		Indéterminé
Mars 1990	2 ans	M	Sointula	21	5,1		Intoxication au plomb
Mars 1990	Adulte	M	Kamloops	42	7,0		Indéterminé
Mai 1990	Adulte	F	Île Hornby			6,6	Agression interspécifique
Moyenne ± É.-T.				34 ± 18	7,3 ± 2,2	16,7 ± 9,4	

Ind. : indétectable

Tableau 2
Données recueillies sur les 15 Pygargues à tête blanche exposés à du plomb à un niveau subclinique

Date	Âge	Sexe	Provenance	Teneur des reins en plomb (mg/kg)	Teneur des os en plomb (mg/kg)	Rapport de l'activité de la ALA-d	Diagnostic clinique initial
Juill. 1989	1 an	M	Houston			2,8	Carence alimentaire
Nov. 1989	Adulte	F	Surrey	Ind.	1,4		Agression intraspécifique
Déc. 1989	Adulte	F	Squamish	Ind.	0,8		Traumatisme indéterminé
Déc. 1989	1 an	M	Baie Buckley			3,9	Intoxication au plomb/ imprégnation par l'eau
Févr. 1990	Adulte	M	R. Powell	2,6	Ind.	2,3	Traumatisme indéterminé
Févr. 1990	Adulte	M	Sointula	3,8	Ind.		Collision avec un véhicule
Févr. 1990	Adulte	F	Nanaimo	Ind.	1,2		Électrocution
Févr. 1990	Adulte	M	Richmond			2,9	Intoxication aux pesticides
Févr. 1990	4 ans	M	R. Campbell			2,6	Mazoutage
Févr. 1990	1 an	F	R. Powell	Ind.	4,3	1,7	Traumatisme indéterminé
Févr. 1990	4 ans	M	Comox	2,0	Ind.		Collision avec un câble électrique
Mars 1990	3 ans	M	Ladysmith	Ind.	2,7		Traumatisme indéterminé
Mars 1990	3 ans	M	Port Alice	Ind.	0,8		Myosite
Avr. 1990	Adulte	F	Baie Nanoose			3,2	Traumatisme indéterminé
Mai 1990	Adulte	F	Smithers			2,6	Agression intraspécifique
Moyenne ± É.-T.				2,8 ± 0,9*	1,9 ± 1,4*	2,8 ± 0,7	

Ind. : indétectable
* moyenne calculée uniquement avec les valeurs détectées

Tableau 3
Données recueillies sur les 41 Pygargues à tête blanche qui n'ont pas été exposés à du plomb

Date	Âge	Sexe	Provenance	Teneur des reins en plomb (mg/kg)	Teneur des os en plomb (mg/kg)	Rapport de l'activité de la ALA-d
Mai 1988	Adulte	F	Port Hardy	Ind.	Ind.	
Juin 1988	2 ans	M	Summit Lake	Ind.	Ind.	
Juin 1989	Adulte	F	Port Hardy		Ind.	
Août 1989	1 an	M	Îles de la Reine-Charlotte			1,1
Nov. 1989	1 an	F	Port Alberni			1,8
Nov. 1989	1 an	F	Inconnu			1,2
Déc. 1989	Adulte	M	R. Powell	Ind.	Ind.	
Déc. 1989	1 an	F	Sandspit			1,1
Janv. 1990	1 an	F	Comox	Ind.	Ind.	1,1
Janv. 1990	4 ans	M	Squamish			1,0
Janv. 1990	2 ans	M	Île Minstrel	Ind.	Ind.	
Janv. 1990	Adulte	M	Qualicum			1,1
Janv. 1990	Adulte	F	Surrey			1,2
Janv. 1990	1 an	M	Kitimat			1,1
Janv. 1990	Adulte	M	Point Roberts			1,3
Janv. 1990	Adulte	M	Richmond			1,7
Janv. 1990	Adulte	F	R. Powell			1,3
Févr. 1990	2 ans	M	Sointula			1,5
Févr. 1990	1 an	F	Port Hardy			1,4
Févr. 1990	1 an	F	Kelsey Bay	Ind.	Ind.	
Févr. 1990	2 ans	M	Surrey	Ind.	Ind.	
Févr. 1990	2 ans	F	Mission			1,2
Févr. 1990	1 an	M	Surrey			1,3
Févr. 1990	Adulte	M	Qualicum			1,1
Févr. 1990	Adulte	F	Île Chain			1,1
Févr. 1990	Adulte	M	Sechelt			1,0
Févr. 1990	Adulte	F	Île Quadra	Ind.	Ind.	
Févr. 1990	1 an	M	Upper Squamish	Ind.	Ind.	
Mars 1990	1 an	F	R. Englishman	Ind.	Ind.	
Mars 1990	1 an	M	Nanaimo	Ind.		
Mars 1990	1 an	F	Smithers	Ind.	Ind.	
Mars 1990	1 an	M	Nanaimo	Ind.	Ind.	
Mars 1990	Adulte	F	Abbotsford			1,0
Mars 1990	3 ans	F	Woss	Ind.		
Avr. 1990	Adulte	F	R. Campbell			1,4
Avr. 1990	1 an	F	R. Campbell			1,0
Avr. 1990	Adulte	M	Port Hardy			1,0
Avr. 1990	Inconnu	F	Île Bowen			1,1
Avr. 1990	Inconnu	M	Prince Rupert			1,0
Avr. 1990	Adulte	M	Prince Rupert			1,1
Juin 1990	Adulte	M	Abbotsford			1,0
Moyenne ± É.-T.						1,2 ± 0,2

Ind. : indétectable

Tableau 4
Grenaille de plomb ou fragments de grenaille de plomb dans le gésier d'oiseaux aquatiques provenant de la vallée du bas Fraser et de l'île de Vancouver, 1988–1989

	Bernache du Canada		Petite Oie des neiges		Canard colvert		Canard siffleur d'Amérique		Canard pilet		Total		
Provenance	N	Pb	N	Pb	N	Pb	N	Pb	N	Pb	N	Pb	%
Inconnue	4	—	4	—	7	2	5	1	9	—	29	3	10,3
Abbotsford	—	—	2	—	—	—	—	—	—	—	2	—	0,0
Baie Boundary	8	1	—	—	6	1	10	3	—	—	24	5	20,8
Fleuve Fraser	—	—	7	3	—	—	—	—	—	—	7	3	42,9
Ladysmith	—	—	—	—	18	1	—	—	—	—	18	1	5,6
R. Pitt	—	—	14	2	2	1	—	—	—	—	16	3	18,8
Île Westham	16	1	10	—	59	14	26	7	39	4	151	26	17,3
Total	28	2	37	5	92	19	41	11	48	4	246	41	16,7
%	7,1		13,5		20,7		26,8		8,3		16,7		

Pb : présence de grenaille de plomb ou de fragments de grenaille de plomb

Tableau 5
Causes de mortalité ou de maladies diagnostiquées chez les pygargues examinés jusqu'ici (N = 267) et chez les spécimens dont on a évalué le niveau d'exposition au plomb (N = 65)

Diagnostic	Tous les pygargues (%)	Pygargues dont le niveau d'exp. a été évalué (%)
Collision en vol	3,0	7,7
Collision avec un câble électrique	2,2	3,1
Collision avec un véhicule	10,1	4,6
Traumatisme indéterminé	15,7	21,5
Traumatisme total	31,0	36,9
Plomb	8,6	13,9
Pesticide	3,7	6,2
Mercure	0,4	0
Intoxication indéterminée	0,8	0
Intoxication totale	13,9	20,1
Électrocution	14,6	7,7
Chute du nid	6,4	0
Tir au fusil	6,0	1,5
Agression intraspécifique	4,9	4,6
Imprégnation par l'eau	5,2	3,1
Mazoutage	0,8	3,1
Inanition	3,0	7,7
Piégeage	3,0	0
Maladie infectieuse	4,1	4,6
Cause indéterminée	4,9	1,5
Autres causes	1,5	9,2

LE PLAN VERT DU CANADA

Pensez à recycler!

Imprimé sur du papier recyclé

Publié en vertu de l'autorisation du ministre de l'Environnement
© Ministre des Approvisionnements et Services Canada, 1992
N° de catalogue CW69-9/200F
ISBN 0-662-97608-8
ISSN 0703-0967